



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
EMBRAPA AMAZÔNIA ORIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

STÉFANY VITÓRIA SANTOS OLIVEIRA

**Efeitos de perturbações antrópicas sobre fatores ambientais e espaciais na
estruturação de metacomunidades de insetos aquáticos em igarapés na
Amazônia Oriental**

Belém, Maio de 2022.

STÉFANY VITÓRIA SANTOS OLIVEIRA

**Efeitos de perturbações antrópicas sobre fatores ambientais e espaciais na
estruturação de metacomunidades de insetos aquáticos em igarapés na
Amazônia Oriental**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Área de concentração: Ecologia.

Linha de Pesquisa: Ecologia de Comunidades e Ecossistemas.

Orientador: Prof. Dr. Raphael Ligeiro Barroso Santos

Co-orientadora: Dra. Ana Paula Justino de Faria

Belém, Maio de 2022.

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

- O48e Oliveira, Stéfany Vitória Santos.
Efeitos de perturbações antrópicas sobre fatores ambientais e espaciais na estruturação de metacomunidades de insetos aquáticos em igarapés na Amazônia Oriental / Stéfany Vitória Santos Oliveira. — 2022.
37 f. : il. color.
- Orientador(a): Prof. Dr. Raphael Ligeiro Barroso Santos
Coorientação: Prof^ª. Dra. Ana Paula Justino de Faria
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará,
Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Belém, 2022.
1. Metacomunidade. 2. Insetos Aquáticos. 3. Características do habitat. 4. Estruturação espacial. 5. Perturbação antrópica. I. Título.

CDD 577.09811

STÉFANY VITÓRIA SANTOS OLIVEIRA

**Efeitos de perturbações antrópicas sobre fatores ambientais e espaciais na
estruturação de metacomunidades de insetos aquáticos em igarapés na
Amazônia Oriental**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do convênio da Universidade Federal do Pará e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia pela comissão julgadora composta pelos seguintes membros:

COMISSÃO JULGADORA

Dra. Fabiana Schneck

Universidade Federal do Rio Grande (FURG)

Dr. Bruno Spaceck Godoy

Universidade Federal do Pará (UFPA)

Dra. Karina Dias da Silva

Universidade Federal do Pará (UFPA)

Dr. Jean Carlo Gonçalves Ortega

Universidade Federal do Pará (UFPA)

Dr. José Max Oliveira-Junior

Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA)

Belém, Maio de 2022.

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho à minha família, que sempre me deu apoio e suporte para que eu pudesse galgar meus passos na academia. Em especial, o dedico à memória de minha tia Helena do Socorro Alves Quadros, que para mim também foi mãe e amiga, sempre acreditou no meu potencial, e demonstrou orgulho por mim. E dedico à minha filha, Maria Antonella, que é minha força e maior motivação, dia e noite.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à HYDRO e à Fundação Amazônica de Amparo a Estudos e Pesquisas (FAPESPA) pela bolsa concedida durante o mestrado, ao laboratório de Ecologia e Conservação (LABECO/UFPA), a Universidade Federal do Pará (UFPA) e ao Programa de Pós-graduação em Ecologia (PPGECO) pelo suporte e infraestrutura oferecido para o desenvolvimento da pesquisa.

Sou grata à Deus de todo o coração por ter me dado condições e forças para chegar até aqui.

Sou infinitamente grata aos meus orientadores, professor Raphael Ligeiro e Ana Paula Faria, por toda ajuda, e por todo o incentivo que me deram, principalmente após a descoberta da minha gestação, durante a segunda metade do mestrado. Agradeço pela paciência em me ensinar, e contribuir com o meu crescimento acadêmico, e por me darem forças para continuar nesta jornada, mesmo com todas as dificuldades. Agradeço pela amizade, e confiança em serem meus orientadores desde o começo da minha graduação, e agora, na pós-graduação; e pelas contribuições e ideias trocadas, que agregaram imensamente para o meu desenvolvimento acadêmico e pessoal.

Agradeço de todo o coração à minha família, que sempre me apoiou em absolutamente tudo, e que esteve comigo nos momentos bons, e nos difíceis também. Agradeço aos meus pais, Hélio e Krisna, por sempre estarem ao meu lado, e por acreditarem no meu potencial, os agradeço por sempre terem feito o possível- e muitas vezes o impossível- para me darem condições de chegar até esse momento. Agradeço aos meus irmãos, Hélio Neto e Safira Vida, por serem meus parceiros, e participarem da minha vida em todos os momentos, e por serem meus amigos e meu suporte sempre quando preciso. E também sou grata à memória de minhas avós, Joana e Aneci, por todo o carinho, por cada ensinamento, e por serem a imagem de doçura e exemplo de batalha que trago em meu coração!

Sou imensamente grata ao meu marido, que sempre entendeu minhas necessidades (e ausências, no começo do mestrado), quis conhecer minhas metas e prioridades, e sempre me apoiou quanto à isso. Agradeço a ele por todo incentivo, por cada conversa, por cada vez em que ele parou pra me ouvir treinando uma apresentação, e por todas as vezes que ele teve que fazer almoço dia de domingo porque eu tinha que entregar uma versão da minha dissertação (kkkk), e mais do que isso, eu agradeço por ele ter me dado a maior dádiva da minha vida, que

é ser mãe da nossa Maria Antonella, que hoje é o motivo de eu querer chegar cada vez mais longe, e batalhar pelo meu sonho de ser pesquisadora, mesmo que em condições tão desfavoráveis nesse país.

Agradeço as equipes que participaram da coleta do material biológico e identificaçãoem laboratório que utilizei no meu trabalho. Agradeço a todos os colegas do LABECO pelos conhecimentos trocados, e momentos de descontração. Agradeço aos professores que ministraram as disciplinas que participei durante o mestrado. Agradeço aos avaliadores da Semana da pós-graduação e Qualificação, que contribuíram com minha dissertação: Dra. Danielle Petsch, Dr. Luis Hepp, Dr. Rafael Arruda, Dra. Kele Firmiano e Dr. Leandro Brasil. Agradeço aos membros da banca da Defesa que aceitaram avaliar meu trabalho: Dra. Fabiana Schneck, Dr. Bruno Spacek, Dra Karina Dias da Silva, Dr. Jean Ortega, Dr. José Max Oliveira Junior.

Agradeço aos meus amigos por se manterem ao meu lado, e se importarem comigo, em especial a Daiany, Izabel, Fábio, Elizandra, Ícaro, e Stephanny. Também agradeço aos meus sogros, Concy e Mário, por sempre me perguntarem e se importarem com o andamento do meu trabalho, e por terem tido paciência comigo nesse período; agradeço à minha cunhada, Juliana (jujubinha), por ser um ser de luz na minha vida, e por sempre me apoiar e acreditar em mim! Agradeço ao professor Bruno Spacek, por sempre me enviar novos artigos que foram muito úteis para a escrita do meu trabalho, e por ele e sua esposa se importarem com a saúde da minha bebê. No mais, agradeço à todas as pessoas que me incentivaram de alguma forma, e fizeram diferença na minha vida acadêmica e pessoal, nesse período de mestrado.

Efeitos de perturbações antrópicas sobre fatores ambientais e espaciais na estruturação de metacomunidades de insetos aquáticos em igarapés na Amazônia Oriental

RESUMO

As pressões antrópicas decorrentes de mudanças no uso do solo têm grande potencial para impactar as dinâmicas de metacomunidades de insetos aquáticos, uma vez que elas alteram a qualidade ambiental dos igarapés, e podem impor barreiras a dispersão. O objetivo deste estudo é avaliar como a estruturação de assembleias de insetos aquáticos (ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera - EPT) em igarapés amazônicos em condições naturais (igarapés controle) e perturbadas por atividades antrópicas (igarapés alterados) é influenciada por características dos habitats fluviais e pela estrutura espacial. Nossas hipóteses são de que em igarapés controle as características do habitat são o principal fator de estruturação das assembleias de EPT, e que em igarapés alterados as características do habitat relacionadas com perturbações antrópicas e a estrutura espacial são os principais fatores de estruturação das assembleias. Foram amostrados 74 igarapés na bacia do Rio Capim, Pará, Brasil, sendo 38 igarapés controle e 36 igarapés alterados. Em cada um deles foram mensuradas variáveis ambientais associados à química da água, hidromorfologia do canal, tipos de sedimentos, vegetação ripária e abrigo para os insetos, além da proporção de usos do solo e as assembleias de EPT. Nossos resultados mostraram que várias características ambientais dos igarapés foram afetadas pelas atividades antrópicas. Os fatores ambientais tiveram maior influência na estruturação das assembleias de EPT do que os outros fatores avaliados, tanto nos igarapés controle quanto nos alterados. A influência do fator espacial foi muito fraca. As assembleias de igarapés alterados foram estruturadas tanto por variáveis ambientais afetadas pelos distúrbios quanto por variáveis sujeitas à variação natural, demonstrando que as assembleias nesses ambientes não são governadas somente pela atuação das alterações ambientais. Nosso estudo demonstra a importância do processo de seleção de espécies em metacomunidades de igarapés amazônicos, e o papel do distúrbio nesse processo.

Palavras-chave: Metacomunidade, insetos aquáticos, características do habitat, estruturação espacial, perturbação antrópica.

Effects of human disturbances on environmental and spatial factors in the structuring of aquatic insect metacommunities in streams in the Eastern Amazon

ABSTRACT

Anthropogenic pressures resulting from changes in land use have great potential to impact the dynamics of aquatic insect metacommunities, once they alter the environmental quality of streams, and may impose barriers to dispersal. The objective of this study is to evaluate the structuring of aquatic insect assemblages (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera orders - EPT) in Amazonian streams under natural conditions (control streams) and under disturbance by human activities (altered streams) is influenced by characteristics of fluvial habitats and by the spatial structure. Our hypotheses is that in control streams, habitat characteristics are the main structuring factor of EPT assemblages, and that in altered streams, habitat characteristics related to human disturbances and spatial structure are the main assemblage structuring factors. A total of 74 streams were sampled in the Capim River basin, Pará, Brazil, with 38 are control streams and 36 are altered streams. In each of them, environmental variables associated with water chemistry, channel hydromorphology, sediment types, riparian vegetation and insect shelter were measured, in addition to the proportion of land uses and EPT assemblages. Our results showed that several environmental characteristics of the streams were affected by human activities. Environmental factors had a greater influence on the structuring of EPT assemblages than the other factors evaluated, both in the control and altered streams. The influence of the spatial factor was weak. The assemblages of altered streams were structured both by environmental variables affected by disturbances and by variables subject to natural variation, demonstrating that the assemblages in these environments are not governed only by environmental changes. Our study demonstrates the importance of the species sorting process in metacommunities of Amazonian streams, and the role of disturbance in this process.

Keywords: Metacommunity, aquatic insects, habitat characteristics, spatial structuring, anthropic disturbance.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	12
MATERIAL E MÉTODOS	14
<i>Área de estudo.....</i>	14
<i>Cálculo dos usos do solo.....</i>	15
<i>Caracterização do habitat físico dos igarapés</i>	15
<i>Fatores espaciais</i>	16
<i>Amostragem de insetos aquáticos</i>	17
<i>Análises de dados.....</i>	17
RESULTADOS	18
DISCUSSÃO.....	22
REFERÊNCIAS.....	25
INFORMAÇÃO SUPLEMENTAR (IS)	31

Efeitos de perturbações antrópicas sobre fatores ambientais e espaciais na estruturação de metacomunidades de insetos aquáticos em igarapés na Amazônia Oriental

Esta dissertação foi elaborada e formatada de acordo com normas da revista Hydrobiologia, disponível em: <https://www.springer.com/journal/10750/submission-guidelines>

INTRODUÇÃO

A teoria de metacomunidades considera a conexão entre comunidades locais por meio da dispersão de indivíduos de diferentes espécies (Wilson, 1992) para explicar os padrões de distribuição e abundância das espécies (Leibold *et al.*, 2004). Esta teoria propõe modelos que preveem que comunidades locais são estruturadas por processos ambientais e espaciais, que atuam em diferentes escalas de tempo e espaço (Wu & Loucks, 1995; Vellend, 2010; Stendera *et al.*, 2012; Roa-Fuentes *et al.*, 2020). Os processos ambientais estão relacionados com as características do ambiente que podem filtrar o conjunto de espécies capazes de ocorrer em determinado local. Essa seleção de espécies assume que as espécies possuem capacidade de dispersão suficiente para alcançarem os ambientes ideais para se estabelecerem (Leibold *et al.*, 2004). Os processos espaciais estão relacionados com a dispersão dos organismos (Heino *et al.*, 2015a). Entre eles há a limitação de dispersão, quando os indivíduos não têm capacidade de dispersão suficiente para alcançar ambientes mais distantes com características ambientais adequadas para suas ocorrências (Mykrä *et al.*, 2007; Maloney & Munguia, 2011; Heino *et al.*, 2015b). Por outro lado, os efeitos de massa ocorrem quando há altas taxas de dispersão entre locais próximos, independentemente de suas condições ambientais, possibilitando a colonização de locais com condições ambientais subótimas para as espécies (Leibold *et al.*, 2004). Assim, tanto a limitação de dispersão como o efeito de massa diminuem a influência das condições ambientais locais sobre a estruturação das assembleias (Heino *et al.*, 2015b).

Além das dinâmicas naturais de metacomunidades, sabe-se que a distribuição de espécies também é influenciada pelas pressões antrópicas decorrentes de mudanças no uso do solo (Lindenmayer & Fischer, 2013; Godoy *et al.*, 2022). Só no ano de 2021 foram contabilizados mais de 13 mil km² desmatados na Amazônia, indicando um aumento de 21% em relação às taxas de desmatamento no ano de 2020 (INPE, 2021). Na Amazônia, as atividades econômicas, como mineração, agropecuária, expansão urbana e exploração madeireira, têm alterado significativamente a paisagem, principalmente pela diminuição de áreas ocupadas por floresta primária (Farinosi *et al.*, 2019; Silveira *et al.*, 2022; Siqueira-Gay *et al.*, 2022). A diminuição de áreas florestais afeta as assembleias e as características ambientais dos ecossistemas aquáticos, porque diminui a entrada de recursos alóctones, que servem como fonte de habitat e alimento para os organismos (Martins *et al.*, 2017; Siegloch *et al.*, 2017; Lima *et al.*, 2022), e diminui a qualidade da água devido ao aumento na entrada de sedimentos e poluentes no ecossistema (Feld, 2013). As mudanças na cobertura do solo também levam a modificações na estrutura física de igarapés (Macedo *et al.* 2013; Ferreira *et al.* 2014; Leal *et*

al., 2016; Wearn et al., 2019), alterando os substratos e os tipos de fluxo superficiais. Todas essas modificações afetam as comunidades aquáticas (Decaens et al., 2018; Waldoock et al., 2020), pois selecionam organismos tolerantes ou resistentes, que tem capacidade ecofisiológica de sobreviver em faixas de condições ambientais subótimas para outros organismos (Southwood, 1977; Poff, 1997; Webb et al., 2010). Assim, é essencial avaliar como as atividades antrópicas afetam a diversidade e a distribuição de organismos em ecossistemas aquáticos (Heino et al., 2017; Chase et al., 2020).

As pressões antrópicas nas bacias de drenagem podem alterar não só as condições dos habitats de igarapés em escala local (Siqueira et al., 2015; Dala-Corte et al., 2020), mas também levar à fragmentação da paisagem devido ao desmatamento (Baguette et al., 2013). A fragmentação da paisagem resulta na diminuição da conectividade de comunidades locais, pois impõem barreiras à dispersão dos organismos (Urban et al., 2006; Johnson et al., 2013). Por exemplo, a mineração suprime toda a vegetação para extração dos recursos minerais (Hirons, 2011; Sonter et al., 2017), fragmentando a paisagem e reduzindo, conseqüentemente, a conectividade entre as manchas (Siqueira-Gay et al., 2020) e taxas de dispersão entre as comunidades locais (e.g. Pond et al., 2014; Sodré et al., 2017; Bartošová et al., 2019). Desse modo, em bacias de drenagem sujeitas à impactos antrópicos, a contribuição de fatores espaciais deve ser maior do que naquelas bacias de drenagem onde não existam tais impactos (Chase et al., 2020).

Apesar do grande número de estudos que buscam compreender os efeitos das atividades humanas sobre as comunidades aquáticas (e.g., Bispo & Oliveira, 2007; Hepp et al., 2010; Fierro et al., 2015; Borges et al., 2021; de Paiva et al., 2021) ainda existem poucos estudos dedicados a compreender os efeitos das perturbações antrópicas sobre os processos de metacomunidade. Nesse contexto, o objetivo deste estudo é avaliar como a estruturação de assembleias de insetos aquáticos (ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, doravante EPT) em igarapés amazônicos em condições naturais (tratamento controle) e perturbadas por atividades antrópicas (tratamento alterado) é influenciada por características dos habitats fluviais e pela estrutura espacial. Foi proposta a hipótese de que os fatores ambientais locais e os fatores espaciais contribuem de forma diferente na estruturação de assembleias de EPT em função do grau de impacto antropogênico em riachos, sendo que: 1) em igarapés controle, as características do habitat são os principais fatores responsáveis pela estruturação de assembleias de EPT, e 2) em igarapés em alterados, as características do habitat influenciadas pelas

atividades antrópicas e a estrutura espacial são os principais fatores responsáveis pela distribuição de assembleias de EPT.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado com dados coletados em 74 igarapés localizados na bacia do Rio Capim, na mesorregião nordeste do estado do Pará, Brasil (Figura 1). As coletas foram realizadas nos meses de agosto a dezembro, entre os anos de 2012 e 2017, sempre durante a estação de estiagem. Os igarapés foram distribuídos em dois tratamentos: 38 igarapés controle e 36 igarapés alterados. Os igarapés controle estão inseridos em uma área de floresta ombrófila densa sem influências diretas de atividades antrópicas. Os igarapés alterados são influenciados diretamente por múltiplos usos do solo, dentre os quais é importante destacar o extrativismo vegetal, a mineração, a agricultura e a pastagem de gado. A bacia do Rio Capim é marcada por um histórico de mudanças no uso e ocupação do solo (Almeida e Uhl, 1998) devido à implantação de projetos industriais, mineração, expansão da agropecuária e extrativismo (Lima & Ponte, 2012), o que contribuiu para a perda expressiva de cobertura vegetal nessa bacia (Leal et al., 2016).

O clima da região da bacia do Rio Capim é caracterizado como “A_f”, ou seja, quente e úmido, de acordo com a classificação do sistema de Köppen (Peel et al., 2007; Alvares et al., 2014). A região é formada por planaltos sedimentares de baixa altitude com cotas altimétricas de baixa variabilidade (IBGE, 1997; Monteiro et al., 2009). A temperatura média anual é de aproximadamente 26 °C, e a pluviometria média anual varia de 2.000 mm e 3.000 mm (SEMAS, 2020), com período de estiagem entre os meses de agosto a dezembro.

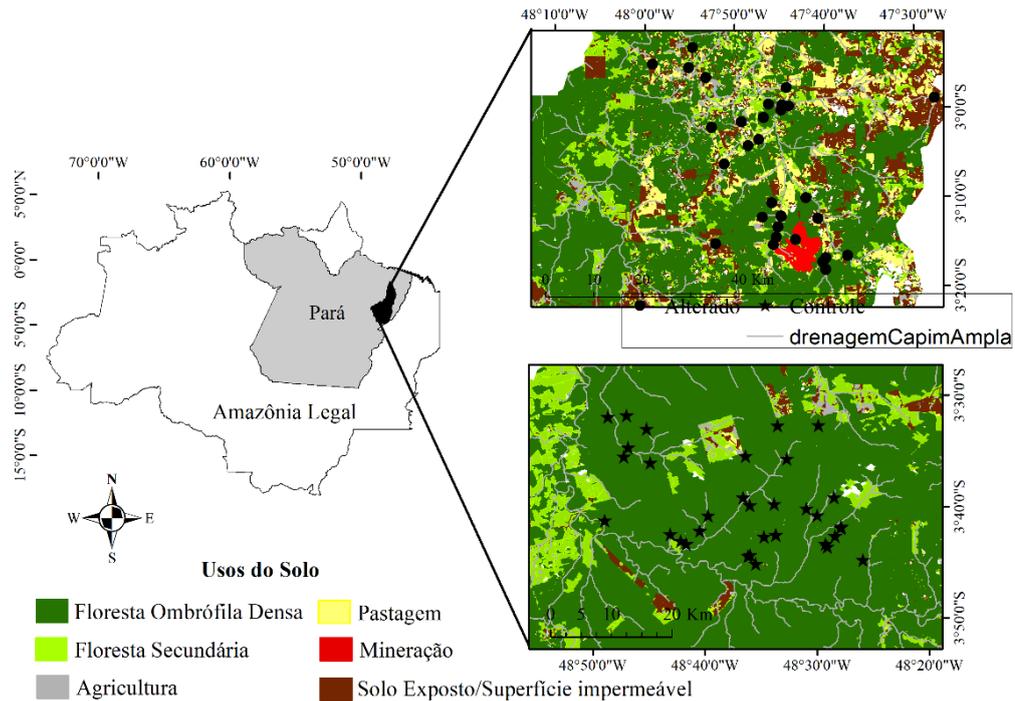


Figura 1. Distribuição espacial dos 74 igarapés amostrados na bacia do Rio Capim, Pará, Brasil.

Cálculo dos usos do solo

A classificação de usos do solo na área de drenagem de cada igarapé foi realizada através de um mosaico de imagens do conjunto de satélites *Landsat* (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). A área de drenagem de cada igarapé foi delimitada a partir do modelo digital de elevação do relevo (*Shuttle Radar Topography Mission – SRTM*) de 30m de resolução (USGS, 2018), usando o algoritmo *Arc Hydro* em *software* de processamento *GIS*. A classificação das imagens de satélite foi feita de forma supervisionada, selecionando amostras da imagem de acordo com suas características de texturas, forma, tamanho e coloração (Almeida et al., 2016) em cada bacia de drenagem e, posteriormente, foram agrupadas em classes de usos do solo. As classes identificadas nos igarapés deste estudo foram: floresta secundária, agricultura, pastagem de gado, mineração, solo exposto e superfícies impermeáveis. Essas classes foram validadas através de comparação com imagens do TerraClass 2014, fornecidas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), informações disponibilizadas no MapBiomas v.5 (Projeto MapBiomas, 2020) e observações feitas durante as coletas de campo. Foram calculados os percentuais de ocupação de cada tipo de uso do solo na bacia de drenagem de cada igarapé.

Caracterização do habitat físico dos igarapés

As características ambientais foram mensuradas ao longo de um trecho contínuo de 150 m definido em cada igarapé (nossa unidade amostral). Cada trecho foi subdividido por 11 transectos equidistantes 15 m entre si, delimitando 10 seções longitudinais, seguindo orientações descritas no protocolo de Avaliação de Habitats Fluviais da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA, Peck et al., 2006), adaptado para ecossistemas de regiões tropicais (Callisto et al., 2014).

Foram medidas variáveis referentes à morfologia do canal, tipos de fluxos, tipos de substratos, cobertura da vegetação ripária, abrigos para a biota aquática, e variáveis limnológicas, resultando em um total de 21 características do habitat local (Tabela IS1). As variáveis foram mensuradas da seguinte forma: (i) para a avaliação das medidas morfológicas do canal foram realizadas medições nas seções do perfil longitudinal, da largura do canal e a profundidade do talvegue com um cano PVC graduado; (ii) o tipo de fluxo foi determinado através de uma avaliação visual do regime de fluxo superficial da água nas seções do perfil longitudinal, de acordo com a velocidade e grau de turbulência, representados por diferentes tipos de fluxos lentos e corredeiras; (iii) o tipo de substrato foi quantificado e caracterizado por avaliações visuais (e.g., macrófitas aquáticas, detritos orgânicos e cobertura de algas) e imersão do substrato em sedimento fino, nos transectos e ao longo das seções longitudinais; (iv) a cobertura da vegetação ripária foi avaliada visualmente na margem direita e esquerda dos 11 transectos do igarapé, estimando os extratos associados ao: dossel (>5 m altura), sub-bosque (0,5 até 5m de altura) e vegetação rasteira (<0,5 m de altura). Já a cobertura de dossel acima do canal foi avaliada com auxílio de um densímetro posicionado no centro de cada transecto (aproximadamente 30 cm acima da lâmina d'água), fazendo seis medidas: centro a montante, centro a esquerda, centro a jusante, centro a direita, margem esquerda e margem direita; (v) os abrigos para os organismos aquáticos foram mensurados nas seções longitudinais através da avaliação dos seguintes componentes: tipos e distribuição de habitats, como banco de folhas e macrófitas aquáticas, quantidade e volume de detritos lenhosos; (vi) as variáveis limnológicas como turbidez, condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), oxigênio dissolvido (mg/L), e pH foram mensuradas com o auxílio de uma sonda multiparâmetro série U50 Horiba, em três pontos em cada trecho de igarapé (jusante, intermediário e montante). O cálculo das variáveis de habitat foi realizado seguindo as orientações de Kaufmann et al. (1999).

Fatores espaciais

As coordenadas geográficas (latitude e longitude) de cada igarapé (Tabela IS2) foram obtidas com o auxílio de um GPS. Os dados foram usados para calcular uma matriz de distância espacial euclidiana e obter os autovetores espaciais usando o método das coordenadas principais de matrizes vizinhas (PCNM) (Borcard & Legendre, 2002; Dray et al., 2006). A PCNM gera autovetores que representam a distância espacial entre os igarapés. Os primeiros autovetores representam as relações espaciais de escala maior (entre igarapés mais distantes), enquanto os autovetores PCNMs de maior número representam as relações espaciais em escala menor (entre igarapés mais próximos) (Borcard et al., 2004).

Amostragem de insetos aquáticos

As amostragens dos igarapés foram realizadas sempre durante o período de menor pluviosidade da região para evitar efeitos sazonais na estrutura das comunidades de organismos aquáticos (Bispo et al., 2006). Para a coleta dos espécimes de EPT, cada seção longitudinal foi subdividida em três segmentos de cinco metros cada, sendo coletadas duas amostras de substratos nos dois primeiros segmentos com um coador *rapiché* (0,05 mm; Shimano et al., 2018). Assim, em cada igarapé foram coletados 20 segmentos (subamostras), que posteriormente foram agrupados para representar a nossa unidade amostral (igarapé). Em campo, os espécimes de EPT foram separados do substrato e depositados em um recipiente plástico com solução de álcool etílico a 80%. A identificação dos espécimes foi feita a resolução taxonômica de gênero com o auxílio de chaves especializadas para cada ordem (Domínguez, 2006; Pes et al., 2014; Salles et al., 2014; Hamada & Silva, 2014). O material testemunho está depositado na coleção de Insetos Aquáticos do Laboratório de Ecologia e Conservação (LABECO) da Universidade Federal do Pará (UFPA), Belém, Pará, Brasil.

Análises de dados

Em um primeiro momento foi realizado um *forward selection* (9999 permutações) (Blanchet et al., 2008) para selecionar as características do habitat, que foram previamente padronizadas, e com os autovetores PCNM positivos, separadamente, para selecionar apenas os que mais afetaram as assembleias de EPT nos igarapés controle e nos igarapés alterados. Os valores de abundância dos gêneros de EPT foram transformados em uma matriz de abundâncias relativas de *Hellinger* (Legendre & Gallagher, 2001, Legendre & Legendre, 2012). Nos igarapés controle, as características do habitat selecionadas pelo *forward selection* foram: média de profundidade do talvegue (cm), proporção de tipo de fluxos rápidos (%), proporção de sedimento fino (silte) (%), e oxigênio dissolvido. Nesse tratamento foram selecionados três

autovetores espaciais: PCNM09, PCNM01 e PCNM03. As características do habitat selecionadas nos igarapés alterados foram: média de profundidade do talvegue (cm), proporção matéria orgânica fina (%), proporção média de dossel no canal (%), média de cobertura de dossel, quantidade de madeira grande no leito, oxigênio dissolvido e pH (Tabela IS3). Nesses igarapés nenhum autovetor espacial foi selecionado como importante para a assembleia de EPT. Para avaliar unicamente a variação na diversidade, dos igarapés controle e alterados juntamente, foi realizada uma análise de Teste t não paramétrico.

Posteriormente, foi realizada uma partição de variância através de análises de Redundância parcial (pRDA) (Legendre & Legendre, 2012), para os igarapés controle usando o conjunto de autovetores espaciais e características do habitat selecionadas. A pRDA decompõe a variação da composição de EPT em frações explicativas (R^2 ajustado; R^2_{adj}) a partir de matrizes preditoras, determinando a: [a] variação explicada exclusivamente pelas características do habitat; [b] variação explicada exclusivamente por autovetores espaciais; [c] variação compartilhada entre os dois fatores; e [d] variação não explicada (Bocard et al., 1992; Peres-Neto et al., 2006). Para os igarapés alterados foi feita uma Análise de Redundância (RDA) (Legendre & Legendre, 1998), pois o método *forward selection* não selecionou nenhum autovetor PCNM, portanto, essa análise foi feita com o conjunto de características do habitat como matriz preditora e a composição de EPT como matriz resposta.

Para identificar quais características do habitat são afetadas pelas atividades antrópicas, foi realizada uma RDA, considerando os tipos de usos do solo como preditores e as características do habitat como variáveis resposta na análise, para os 74 igarapés amostrados. Todas as análises foram realizadas no programa R (R Core Team, 2020), utilizando o pacote *vegan* (Oksanen, 2019).

RESULTADOS

No total, foram coletados 12.524 indivíduos de EPT, distribuídos em 18 famílias e 50 gêneros (Tabela IS4). Trichoptera foi a ordem mais abundante, representando 47,5% do total de indivíduos coletados ($n = 5.948$), seguida por Ephemeroptera 46% ($n = 5.777$), e Plecoptera foi a ordem de menor representatividade, com 6,5% do total de indivíduos ($n = 799$). O Teste t apontou que a abundância média de EPT entre os igarapés controle (média \pm desvio padrão = $168,8 \pm 78,1$) e alterado ($169,7 \pm 181,7$) foram semelhantes, mas houve maior variação na abundância entre igarapés alterados do que entre igarapés controle. Em média, a riqueza de EPT

tendeu a ser maior entre os igarapés controle ($17 \pm 4,4$) do que entre os igarapés alterados ($9 \pm 5,4$).

A análise de partição de variância mostrou que as características do habitat foram os fatores principais para a estruturação da assembleia de EPT ($R^2_{adj} = 0,166$; $F = 2,867$; $p < 0,01$) nos igarapés controle (Figura 2), Fatores espaciais ($R^2_{adj} = 0,038$; $F = 1,549$; $p = 0,02$) e o ambiente espacialmente estruturado ($R^2_{adj} = 0,041$) tiveram pouco poder de explicação. Riachos com maior oxigênio dissolvido (OD) tenderam ser mais abundantes, por exemplo, esses riachos apresentaram maiores abundâncias *Macronema* e *Helicopsyche* (Trichoptera), e menores de *Miroculis* (Ephemeroptera), a qual apresentou relação negativa com todas as variáveis (Figura 3).

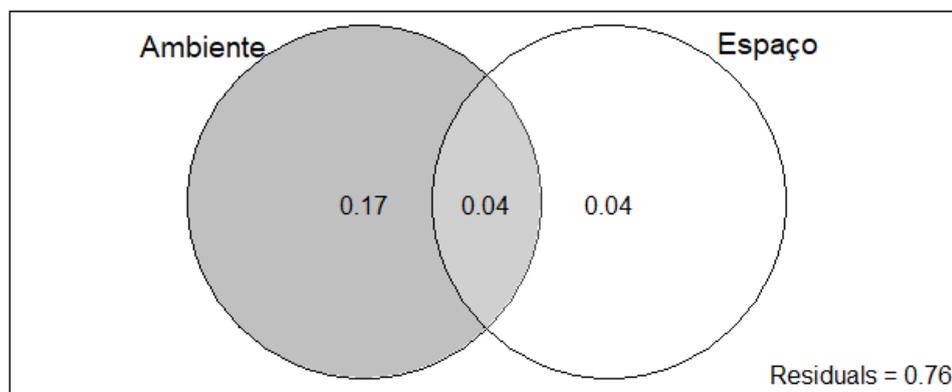


Figura 2 Resultado da partição de variância baseada em análises de redundância parcial (pRDA) para os igarapés controle.

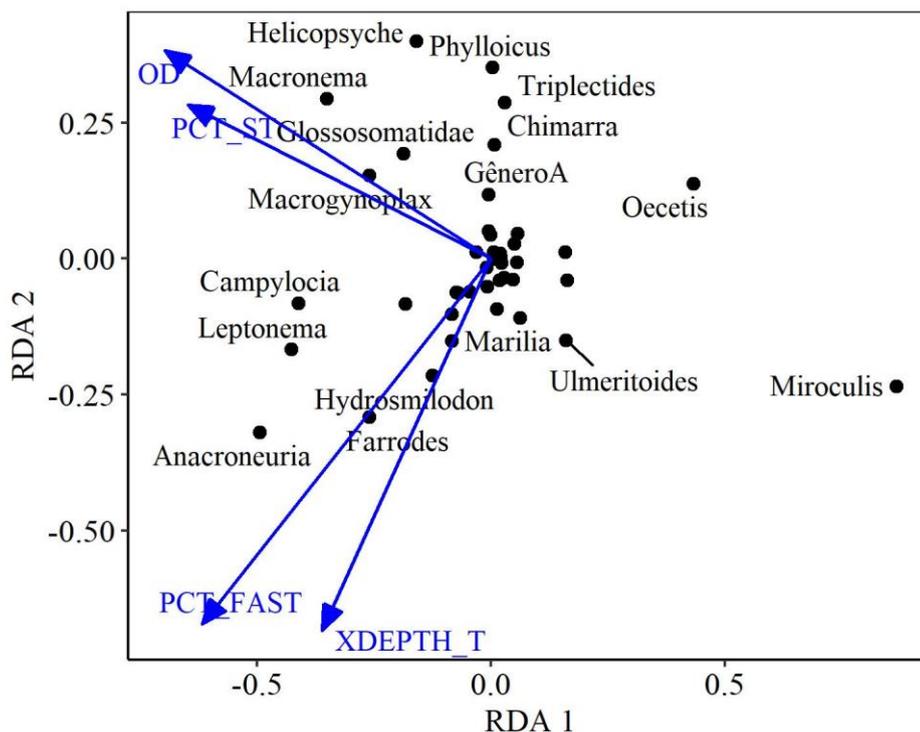


Figura 3 Análise de Redundância entre características do habitat e a composição de gêneros de EPT em igarapés controle. OD= Oxigênio dissolvido, PCT_ST= Proporção de sedimento fino (%), PCT_FAST= Proporção de fluxos rápidos (%), XDEPTH_T= Média da profundidade do talvegue.

A RDA mostrou que somente as características do habitat contribuíram significativamente para a estruturação da assembleia de EPT em igarapés alterados ($R^2_{adj} = 0,301$; $F = 3,156$; $p = 0,001$) (Figura 4). O dossel no canal e média de cobertura de dossel estiveram mais correlacionados ao primeiro eixo da RDA. Oxigênio dissolvido, pH, número de madeira grande no canal, e matéria orgânica fina apresentaram valores negativos nos dois primeiros eixos da RDA, e estiveram relacionados negativamente com a maioria dos gêneros (Tabela IS5). Nesses igarapés, o gênero *Miroculis* também apresentou relação negativa com a maioria das características do habitat, assim como o gênero *Macrostemum* (Trichoptera), enquanto os gêneros *Polycentropus* (Trichoptera) e *Ulmeritoide* (Ephemeroptera) apresentaram relação positiva com profundidade e pH.

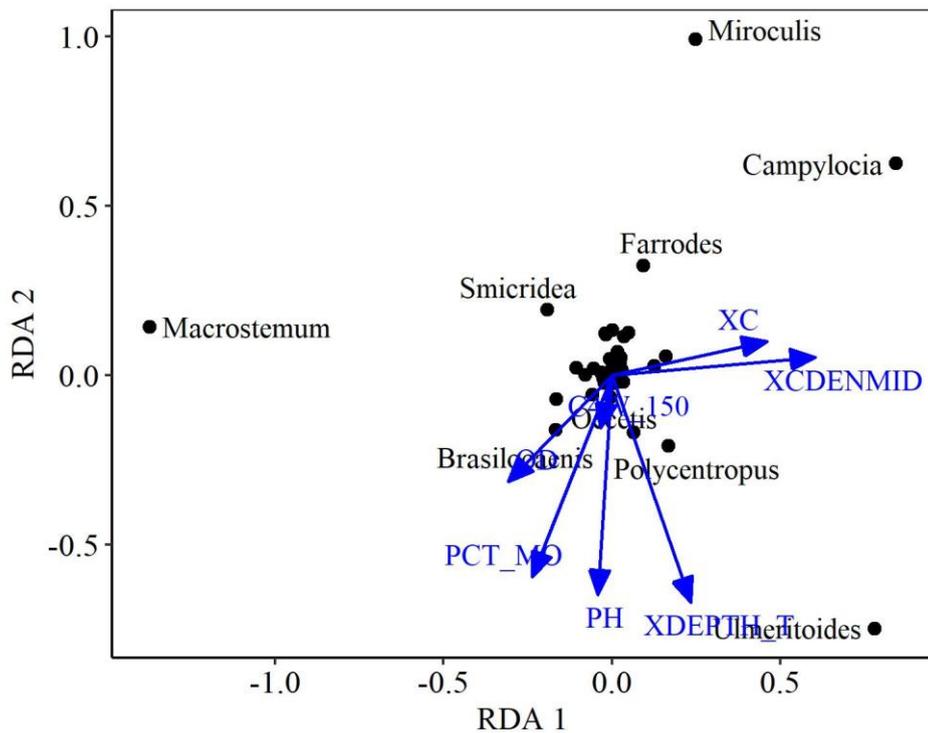


Figura 4 RDA entre características ambientais e a composição de gêneros de EPT em igarapés alterados. XC= Média de cobertura de dossel, XCDENMID= Proporção média de dossel no canal (%), XDEPTH_T= Média de profundidade do talvegue (cm), PCT_MO= Proporção de matéria orgânica fina (%), C4W_150= Número de madeira no leito/150m (Classe de tamanho 4).

A RDA apontou que as características do habitat foram afetadas de formas diferentes de acordo com os tipos de atividades antrópicas na área de estudo ($R^2= 0,146$; $F= 2,200$; $p= 0,001$) (Tabela IS6). Agricultura e mineração foram as atividades que mais afetaram as características do habitat. Agricultura teve maior relação com número de madeira no leito, do menor ao maior tamanho, enquanto mineração esteve relacionada com os percentuais de substratos grandes ($> 0,6$ m), plantas aquáticas, e matéria orgânica (Figura 5). O pasto teve maior relação com métricas relacionadas aos sedimentos no canal, como os percentuais de areia (0,06 – 2mm) e sedimentos finos ($< 0,06$ mm). Área de vegetação secundária teve forte relação apenas com a média de cobertura total, enquanto solo exposto e superfícies impermeáveis estiveram relacionadas as características de tipo de fluxo (poças e fluxos lentos) e ao percentual de silte no leito.

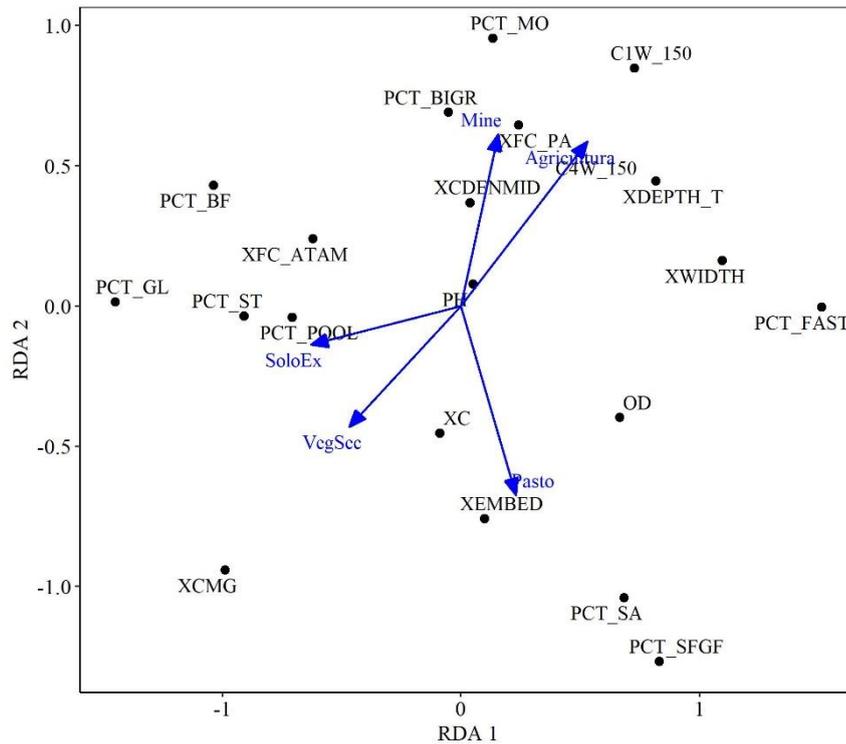


Figura 5 Análise de Redundância (RDA) representando a variação das características ambientais sob diferentes tipos de perturbação antrópica. SoloEx= Solo exposto/Superfícies impermeáveis, VegSec= Vegetação Secundária e Mine= Mineração. Os nomes das métricas ambientais são informados na Tabela IS1.

DISCUSSÃO

Fatores ambientais e espaciais afetaram a estruturação das assembleias de EPT nos igarapés controle estudados. No entanto, os resultados evidenciaram que os processos relacionados à seleção de espécies foram mais importantes do que os processos espaciais, os quais explicaram muito pouco da composição das comunidades. Isso corrobora com a nossa primeira hipótese, de que os processos de seleção de espécies predominam nessas comunidades. Nosso resultado está em concordância com outros estudos em igarapés, que apontaram que o fatores ambientais prevalecem em relação a fatores espaciais na escala de bacia de drenagem (Landeiro et al., 2011; Siqueira et al., 2012; Heino et al., 2012; Heino et al., 2015b; Godoy et al., 2022). Isso porque entre igarapés de uma mesma bacia de drenagem espera-se que as taxas de dispersão não sejam muito altas e nem que sejam muito limitadas, fazendo com que a seleção de espécies seja responsável pela estruturação das comunidades (Heino et al., 2015a). Quando há efeitos de massa ocorrendo em escalas espaciais mais reduzidas, ou há limitação de dispersão

ocorrendo entre regiões mais distantes, esse efeito da seleção de espécies pode ser mascarado (Heino et al., 2015a; Heino et al., 2015b).

Nos igarapés alterados apenas as características do habitat foram importantes para a estruturação de assembleias de EPT. Essa constatação foi parcialmente contrária à nossa segunda hipótese, pois esperávamos que tanto a estrutura espacial quanto as características do habitat fossem importantes para a estruturação das assembleias de EPT em igarapés alterados. Em igarapés alterados as atividades antrópicas alteram a paisagem, impondo barreiras à dispersão de espécies entre os igarapés (Chase et al., 2020). No entanto, é possível que na região estudada os indivíduos tenham encontrado formas de dispersarem-se pela paisagem, possivelmente evitando as manchas de habitat alteradas, utilizando as manchas florestadas ou de mata secundária, ou mesmo as faixas de vegetação ripária, como corredores de dispersão (Firmiano et al., 2020). O componente ambiental foi o principal fator na estruturação das assembleias de EPT em ambos os tratamentos, o que pode ser explicado pela dependência que estes insetos têm com os fatores ambientais. Os insetos aquáticos possuem traços morfofuncionais, que estão diretamente relacionados às características do habitat local, como a disponibilidade de alimento e abrigo (Bonada et al., 2006; Castro et al. 2020).

O teste t apontou que os igarapés controle apresentaram maior riqueza e abundância de insetos aquáticos do que os igarapés alterados, padrão frequentemente observado em outros trabalhos (Brasil et al., 2017; Firmiano et al., 2021; Murray-Stoker et al., 2022). Os gêneros mais abundantes de igarapés alterados, *Macrostemum* (Trichoptera) e *Miroculis* (Ephemeroptera), geralmente são considerados tolerantes a perturbações antrópicas (De Faria et al., 2017; Cardoso et al., 2018).

Atividades antrópicas alteram as condições ambientais dos igarapés em diferentes aspectos e intensidades, seja por mudanças geomorfológicas, pela entrada de nutrientes e sedimentos alóctones, pela alteração do regime de fluxo do canal, entre outros (Delong & Brusven, 1998; Miserendino et al., 2011). No entanto, os resultados indicaram que, embora as atividades antrópicas observadas na área de estudo tenham tido efeito expressivo sobre as características do habitat dos igarapés, algumas das características mais influentes são relacionadas a ambientes de baixa influência antrópica. Por exemplo, os igarapés próximos às atividades de agricultura e mineração apresentaram maior quantidade de madeira no leito, e percentuais de substratos grandes, plantas aquáticas e matéria orgânica, respectivamente, características que geralmente são encontradas em áreas preservadas, em matrizes florestais. Ambas são atividades que geram grandes impactos na morfologia e qualidade da água de

igarapés, pela entrada de detritos orgânicos e poluentes químicos (Leal et al., 2016; Callisto et al., 1998). Igarapés em áreas de pastagem de gado apresentaram maior proporção de sedimentos finos, como areia e silte, o que pode estar relacionado à retirada de vegetação marginal e consequente aumento na entrada de sedimentos pela erosão das margens expostas do canal (DeLong & Brusven, 1994). Em áreas de pastagens a vegetação ripária frequentemente é retirada em alguns trechos para permitir o acesso do gado ao leito dos igarapés, o que acelera os processos erosivos nos leitos dos canais. As áreas de vegetação secundária foram caracterizadas por terem forte relação com a cobertura ripária total. Igarapés próximos a solos expostos, e superfícies impermeáveis, por exemplo, solos sem presença de vegetação ou solos pavimentados, apresentaram maiores proporções de substrato fino e aos fluxos lentos. A impermeabilidade do solo causa o aumento do escoamento de água pluvial pela superfície, levando ao aporte de sedimentos e poluentes para os igarapés (Schueler, 1994).

Em igarapés alterados, apenas duas variáveis selecionadas como importantes para a estruturação das assembleias foram fortemente relacionadas a atividades antrópicas, sendo elas a quantidade de madeira no leito, relacionada à agricultura, e o percentual de matéria orgânica, relacionada à mineração. Portanto, nossos resultados indicam que mesmo em igarapés sob influência de perturbação antrópica, não só as características de habitat relacionadas às perturbações são importantes para a estruturação das assembleias de EPT, mas também as características do habitat sob variação natural (não influenciadas por perturbações antrópicas). Uma vez que o processo de seleção de espécies foi o principal fator de estruturação das assembleias, nossos resultados indicam que as alterações das características do habitat causadas por perturbação antrópica, em conjunto com as características de habitat natural, agem como filtros ambientais que selecionam as espécies (Chase et al., 2020; de Paiva et al., 2021).

Verificamos neste trabalho a prevalência do componente ambiental sobre o componente espacial na estruturação das assembleias de EPT, tanto em igarapés controle quanto alterados. Observamos que a metacomunidade em igarapés controle foi mais diversa do que em igarapés alterados e que as atividades antrópicas tiveram forte influência sobre algumas características do habitat. Em igarapés alterados tanto as características do habitat influenciadas por perturbações antrópicas quanto sob variação natural estruturaram as assembleias de EPT, evidenciando que, embora as características do habitat possam ser alteradas por atividades antrópicas, ainda assim as características de habitat fazem-se importantes para as comunidades de insetos aquáticos. Nosso estudo indica que a avaliação das comunidades locais sob a perspectiva de metacomunidade pode ajudar a entender os efeitos das perturbações decorrentes

de atividades antrópicas sobre as assembleias de insetos aquáticos em igarapés da Amazônia, possibilitando não só a melhor compreensão de como os processos ecológicos são afetados por tais perturbações, mas também auxiliando nas decisões de planejamento mitigatório das mudanças nas características e condições do habitat.

REFERÊNCIAS

- Almeida, O., & Uhl, C., 1998. Planejamento do uso do solo do município de Paragominas utilizando dados econômicos e ecológicos. *Imazon*.
- Almeida, C.A., Coutinho, A.C., Esquerdo, J.C.D.M., Adami, M., Venturieri, A., Diniz, C.G., Dessay, N., Durieux, L. & Gomes, A.R., 2016. High spatial resolution land use and land cover mapping of the Brazilian Legal Amazon in 2008 using Landsat-5/TM and MODIS data. *Acta Amazonica* 46, 291-302.
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., de Moraes Gonçalves, J. L., & Sparovek, G., 2014. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711-728.
- Baguette, M., Blanchet, S., Legrand, D., Stevens, V.M. & Turlure, C., 2013. Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. *Biological Reviews*, 88(2), 310-326.
- Bartošová, M., Schenková, J., Polášková, V., Bojková, J., Šorfová, V., & Horsák, M., 2019. Macroinvertebrate assemblages of the post-mining calcareous stream habitats: Are they similar to those inhabiting the natural calcareous springs? *Ecological Engineering*, 136, 38-45.
- Bispo, P. C., L. G. Oliveira, L. M. Bini & K. G. Sousa, 2006. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. *Brazilian Journal of Biology* 66, 611-622
- Bispo, P. C., & Oliveira, L. G., 2007. Diversity and structure of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24, 283-293.
- Blanchet, F. G., Legendre, P. & Borcard, D., 2008. Forward selection of explanatory variables. *Ecology* 89, 2623-32
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., & Statzner, B., 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51, 495-523.
- Borcard, D., Legendre, P., & Drapeau, P., 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73(3), 1045-1055.
- Borcard, D., & Legendre, P., 2002. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological modelling*, 153(1-2), 51-68.
- Borcard, D., Legendre, P., Avois-Jacquet, C., & Tuomisto, H., 2004. Dissecting the spatial structure of ecological data at multiple scales. *Ecology*, 85(7), 1826-1832.
- Borges, L. R., Barbosa, M. S., Carneiro, M. A. A., & Santos, J. C., 2021. Habitat integrity drives Odonata diversity in Eucalyptus-dominated landscape. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(1), 1-14.
- Brasil, L. S., Vieira, T. B., de Oliveira-Junior, J. M. B., Dias-Silva, K., & Juen, L., 2017. Elements of metacommunity structure in Amazonian Zygoptera among streams under different spatial scales and environmental conditions. *Ecology and Evolution*, 7(9), 3190-

3200.

- Callisto, M., Gonçalves Jr, J. F., & Fonseca, J. J. L., 1998. Benthic macroinvertebrates of four Amazonian streams influenced by bauxite mining (Brazil). *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 26(3), 983-985.
- Callisto, M., Alves, C. B. M., Lopes, J. M., & Castro, M. A., 2014. Condições ecológicas em bacias hidrográficas de empreendimentos hidrelétricos. Belo Horizonte: Cemig.
- Chase, J.M., Jeliaskov, A., Ladouceur, E., & Viana, D.S., 2020. Biodiversity conservation through the lens of metacommunity ecology. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1469(1), 86-104.
- Cardoso, M. N., Calvão, L. B., de Assis Montag, L. F., Godoy, B. S., & Juen, L., 2018. Reducing the deleterious effects of logging on Ephemeroptera communities through reduced impact management. *Hydrobiologia*, 823(1), 191-203.
- Castro, D. M., da Silva, P. G., Solar, R., & Callisto, M., 2020. Unveiling patterns of taxonomic and functional diversities of stream insects across four spatial scales in the neotropical savanna. *Ecological Indicators*, 118, 106769.
- Dala-Corte, RB, Melo, AS, Siqueira, T, Bini, L. M., Martins, R. T., Cunico, A. M., Pes, A. M., Magalhães, A. L. B., Godoy, B. S., Leal, C. G., Monteiro-Júnior, C. S., Stenert, C., Castro, D. M. P., Macedo, D. R., Lima-Junior, D. P., Gubiani, E. A., Massariol, F. C., Teresa, F. B., Becker, F. G., Souza, F. L., Valente- Neto, F., Souza, F. L., Salles, F. F., Brejão, G. L., Brito, J. G., Vitule, J. R. S., Simião-Ferreira, J, Dias-Silva, K., Albuquerque, L., Juen, L., Maltchick, L., Casatti, L., Montag, L., Rodrigues, M. E., Callisto, M., Nogueira, M. A. M, Santos, M. R., Hamada, N., Pamplim, P. A. Z., Pompeu, P. S., Leitão, R. P., Ruaro, R., Mariano, R., Couceiro, S. R. M., Abilhoa, V., Oliveira, V. C., Shimano, Y., Moretto, Y., Suárez, Y. R. & Roque, F. O., 2020. Thresholds of freshwater biodiversity in response to riparian vegetation loss in the Neotropical region. *Journal of Applied Ecology*, 57, 1391-1402.
- Decaens, T., Martins, M. B., Feijoo, A., Oszwald, J., Dolédec, S., Mathieu, J., & Lavelle, P., 2018. Biodiversity loss along a gradient of deforestation in Amazonian agricultural landscapes. *Conservation Biology*, 32(6), 1380-1391.
- Delong, M. D., & Brusven, M. A., 1994. Allochthonous input of organic matter from different riparian habitats of an agriculturally impacted stream. *Environmental Management* 18(1), 59-71.
- Delong, M. D., & Brusven, M. A., 1998. Macroinvertebrate community structure along the longitudinal gradient of an agriculturally impacted stream. *Environmental management*, 22(3), 445-457.
- Domínguez, E., Molineri, C., Pescador, M. L., Hubbard, M. D., & C. Nieto, 2006. Ephemeroptera of South America. In Adis, J. R., G. Rueda-Delgado & K. M. Wantzen (eds.), *Aquatic Biodiversity in Latin American*. Moscow: Pensoft.
- Dray S., Legendre P., Peres-Neto P.R., 2006 Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecological Modelling*, 196, 483-493.
- de Faria, A. P. J., Ligeiro, R., Callisto, M., & Juen, L., 2017. Response of aquatic insect assemblages to the activities of traditional populations in eastern Amazonia. *Hydrobiologia*, 802(1), 39-51.
- Farinosi, F., Arias, M. E., Lee, E., Longo, M., Pereira, F. F., Livino, A., Moorcroft, P. R. & Briscoe, J., 2019. Future climate and land use change impacts on river flows in the Tapajós Basin in the Brazilian Amazon. *Earth's Future*, 7(8), 993-1017.
- Feld, C. K., 2013. Response of three lotic assemblages to riparian and catchment-scale land use: implications for designing catchment monitoring programmes. *Freshwater Biology*, 58(4), 715-729.

- Ferreira, J., Aragão, L. E. O. C., Barlow, J., Barreto, P., Berenguer, E., Bustamante, M., Gardner, T. A., Lees, A. C., Lima, A., Louzada, J., Pardini, R., Parry, P., Peres, C. A., Pompeu, P. S., Tabarelli, M., Zuanon, J., 2014. Brazil's environmental leadership at risk. *Science*, 346(6210), 706-707.
- Fierro, P., Bertrán, C., Mercado, M., Peña-Cortés, F., Tapia, J., Hauenstein, E., & Vargas-Chacoff, L., 2015. Landscape composition as a determinant of diversity and functional feeding groups of aquatic macroinvertebrates in southern rivers of the Araucanía, Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 43(1), 186-200.
- Firmiano, K. R., Cañedo-Argüelles, M., Gutiérrez-Cánovas, C., Macedo, D. R., Linares, M. S., Bonada, N., & Callisto, M., 2021. Land use and local environment affect macroinvertebrate metacommunity organization in Neotropical stream networks. *Journal of Biogeography*, 48(3), 479-491.
- Godoy, B. S., Queiroz, L. L., Simião-Ferreira, J., Lodi, S., Camargos, L. M. & Oliveira, L. G., 2022. The effect of spatial scale on the detection of environmental drivers on aquatic insect communities in pristine and altered streams of the Brazilian Cerrado. *International Journal of Tropical Insect Science* 42, 2173-2182.
- Hamada, N., Silva, J.O., 2014. Ordem Plecoptera. In Hamada, N., Nessimian, J.L., Querino, R.B. (Eds.). *Insetos Aquáticos na Amazônia brasileira: Taxonomia, biologia e ecologia*. Manaus, Editora do INPA.
- Heino, J., Grönroos, M., Soininen, J., Virtanen, R., & Muotka, T., 2012. Context dependency and metacommunity structuring in boreal headwater streams. *Oikos*, 121(4), 537-544.
- Heino, J., Melo, A.S. and Bini, L.M., 2015 (a). Reconceptualising the beta diversity-environmental heterogeneity relationship in running water systems. *Freshwater Biology*, 60(2), 223-235.
- Heino, J., Melo, A. S., Siqueira, T., Soininen, J., Valanko, S., & Bini, L. M., 2015 (b). Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. *Freshwater Biology*, 60(5), 845-869.
- Heino, J., Alahuhta, J., Ala-Hulkko, T., Antikainen, H., Bini, L.M., Bonada, N., Datry, T., Erős, T., Hjort, J., Kotavaara, O. & Melo, A.S., 2017. Integrating dispersal proxies in ecological and environmental research in the freshwater realm. *Environmental Reviews*, 25(3), 334-349.
- Hepp, L. U., Milesi, S. V., Biasi, C., & Restello, R. M., 2010. Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). *Zoologia (Curitiba)*, 27(1), 106-113.
- Hirons, M., 2011. Managing artisanal and small-scale mining in forest areas: Perspectives from a poststructural political ecology. *Geogr. J.* 177, 347-356.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1997. *Cartogramas do relevo: Unidades de relevo*. Rio de Janeiro: IBGE.
- INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2021. Acessado em: <http://www.obt.inpe.br/>
- Johnson, P.T., Hoverman, J.T., McKenzie, V.J., Blaustein, A.R. & Richgels, K.L., 2013. Urbanization and wetland communities: applying metacommunity theory to understand the local and landscape effects. *Journal of Applied Ecology*, 50(1), 34-42.
- Kaufmann, P. R., Levine, P., Robison, E. G., Seeliger, C. & Peck, D. V., 1999. *Quantifying physical habitat in wadeable streams*. Washington, D.C., United States Environmental Protection Agency.
- Landeiro, V. L., Magnusson, W. E., Melo, A. S., ESPÍRITO-SANTO, H. M., & Bini, L. M., 2011. Spatial eigenfunction analyses in stream networks: do watercourse and overland distances produce different results? *Freshwater Biology*, 56(6), 1184-1192.
- Leal, C. G., Pompeu, P. S., Gardner, T. A., Leitão, R. P., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., Zuanon, J., de Paula, F. R., Ferraz, S. F. B., Thomson, J. R., Mac Nally, R., Ferreira, J. &

- Barlow, J., 2016. Multi-scale assessment of human-induced changes to Amazonian instream habitats. *Landscape Ecology*, 31(8), 1725-1745.
- Legendre, P., & Gallagher, E. D., 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129(2), 271-280.
- Legendre P. & Legendre L., 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- Legendre, P., & Legendre, L., 2012. *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam
- Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., Holt, R. D., Shurin, J. B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M. & Gonzalez, A., 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology letters*, 7(7), 601-613.
- de Lima, A. M. M., & Ponte, M. X., 2012. Dinâmica da Paisagem da Bacia do Rio Capim-Pa (The Capim-Pa River Basin Landscape Dynamics). *Revista Brasileira de Geografia Física*, 5(1), 127-142.
- Lima, M., Firmino, V. C., de Paiva, C. K. S., Juen, L., & Brasil, L. S., 2022. Land use changes disrupt streams and affect the functional feeding groups of aquatic insects in the Amazon. *Journal of Insect Conservation*, 1-12.
- Lindenmayer, D. B., & Fischer, J., 2013. *Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis*. Island Press.
- Macedo, M. N., Coe, M. T., DeFries, R., Uriarte, M., Brando, P. M., Neill, C., & Walker, W. S., 2013. Land-use-driven stream warming in southeastern Amazonia. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1619), 20120153.
- Maloney, K.O., & Munguia, P., 2011. Distance decay of similarity in temperate aquatic communities: effects of environmental transition zones, distance measure, and life histories. *Ecography*, 34(2), 287-295.
- Projeto MapBiomas – Coleção 5.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil, acessado em setembro de 2020 através do link: <https://mapbiomas.org/>
- Martins, R. T., Melo, A. S., Gonçalves, J. F., Campos, C. M., & Hamada, N., 2017. Effects of climate change on leaf breakdown by microorganisms and the shredder *Phylloicus elektoros* (Trichoptera: Calamoceratidae). *Hydrobiologia*, 789(1), 31-44.
- Miserendino, M. L., Casaux, R., Archangelsky, M., Di Prinzio, C. Y., Brand, C., & Kutschker, A. M., 2011. Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. *Science of the total environment*, 409(3), 612-624.
- Monteiro, M. D. A., Coelho, M. C. N., & Barbosa, E. J., 2009. A área de estudo no contexto regional. Atlas socioambiental: Municípios de Tomé-Açu, Autora do Pará, Ipixuna do Pará, Paragominas e Ulianópolis. Belém: NAEA.
- Murray-Stoker, D., Murray-Stoker, K. M., Kong, F. P., & Amanat, F., 2022. Environmental filtering and habitat (mis) matching of riverine invertebrate metacommunities. *BioRxiv*.
- Mykrä, H., Heino, J., & Muotka, T., 2007. Scale-related patterns in the spatial and environmental components of stream macroinvertebrate assemblage variation. *Global Ecology and Biogeography*, 16(2), 149-159.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., & Wagner, H. (2019). *vegan: Community Ecology Package. R package version 2.4-0*. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- de Paiva, C. K. S., Faria, A. P. J., Calvao, L. B., & Juen, L., 2021. The anthropic gradient determines the taxonomic diversity of aquatic insects in Amazonian streams. *Hydrobiologia*, 848(5), 1073-1085.
- Peck, D. V., A. T. Herlihy, B. H. Hill, R. M. Hughes, P. R. Kaufmann, D. J. Klemm, J. M. Lazorchak, F. H. McCormick, S. A. Peterson, P. L. Ringold, T. Magee & M. R. Cappaert,

2006. Environmental Monitoring and Assessment Program – Surface Waters Western Pilot Study: Field Operations Manual for 16 Wadeable Streams. Environmental Protection Agency, EPA 600/R-06/003. U.S., Office of Research and Development, Washington, DC
- Peel, M. C., & Finlayson, B. L., & McMahon, T. A., 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11, 1633-1644.
- Peres-Neto, P. R., Legendre, P., Dray, S., & Borcard, D., 2006. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology*, 87(10), 2614-2625.
- Pes, A. M. O., A. P. M. Santos, P. Barcelos-Silva & L. M. Camargos, 2014. Ordem Trichoptera. In Hamada, N., J. L. Nessimian & R. B. Querino (eds.), *Insetos Aquáticos na Amazônia brasileira: Taxonomia, biologia e ecologia*. Manaus, Editora do INPA.
- Poff, N. L., 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological society*, 16(2), 391-409.
- Pond, G. J., Passmore, M. E., Pointon, N. D., Felbinger, J. K., Walker, C. A., Krock, K. J., & Nash, W. L., 2014. Long-term impacts on macroinvertebrates downstream of reclaimed mountaintop mining valley fills in central Appalachia. *Environmental management*, 54(4), 919-933.
- R Core Team, 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Roa-Fuentes, C. A., Heino, J., Zeni, J. O., Ferraz, S., Cianciaruso, M. V., & Casatti, L., 2020. Importance of local and landscape variables on multiple facets of stream fish biodiversity in a Neotropical agroecosystem. *Hydrobiologia*, 1-18.
- Salles, F. F., J. M. C. Nascimento, P. V. Cruz, R. Boldrini & E. L. L. Belmont, 2014. Ordem Ephemeroptera. In Hamada, N., J. L. Nessimian & R. B. Querino (eds.), *Insetos Aquáticos na Amazônia brasileira: Taxonomia, biologia e ecologia*. Manaus, Editora do INPA.
- Schueler, T., 1994. The importance of imperviousness. *Watershed protection techniques*, 1(3), 100-101
- SEMAS - Secretaria do Meio Ambiente e Sustentabilidade, 2020. Portal de Hidrometeorologia do Estado do Pará. Acessado em agosto de 2021, em: <https://www.semas.pa.gov.br/hidromet/>
- Shimano, Y., Salles, F. F., & Cabette, H. S. R., 2011. Ephemeroptera (Insecta) ocorrentes no Leste do Estado do Mato Grosso, Brasil. *Biota Neotropica*, 11(4), 239-253.
- Siegloch, A. E., Schmitt, R., Spies, M., Petrucio, M., & Hernández, M. I. M., 2017. Effects of small changes in riparian forest complexity on aquatic insect bioindicators in Brazilian subtropical streams. *Marine and Freshwater Research*, 68(3), 519-527.
- Silveira, J., Oliveira Neto, S., Canto, A., Leite, F. F. G. D., Cordeiro, F. R., Assad, L. T., ... & Ferreira, I. G. M., 2022. Land Use, Land Cover Change and Sustainable Intensification of Agriculture and Livestock in the Amazon and the Atlantic Forest in Brazil. *Sustainability* 14, 2563.
- Siqueira, T., Bini, L. M., Roque, F. O., & Cottenie, K., 2012. A metacommunity framework for enhancing the effectiveness of biological monitoring strategies. *PLOS ONE*, 7(8).
- Siqueira, T., Lacerda, C. G. L. T., & Saito, V. S., 2015. How does landscape modification induce biological homogenization in tropical stream metacommunities? *Biotropica*, 47(4), 509-516.
- Siqueira-Gay, J., Sonter, L. J., & Sánchez, L. E., 2020. Exploring potential impacts of mining on forest loss and fragmentation within a biodiverse region of Brazil's northeastern Amazon. *Resources Policy*, 67, 101662.
- Siqueira-Gay, J., Santos, D., Nascimento, W. R., Souza-Filho, P. W. M., & Sánchez, L. E., 2022. Investigating Changes Driving Cumulative Impacts on Native Vegetation in Mining Regions in the Northeastern Brazilian Amazon. *Environmental Management*, 69(2), 438-

448.

- Sodré, E. D. O., Figueiredo-Barros, M. P., Roland, F., Esteves, F. D. A., & Bozelli, R. L., 2017. Complimentary biodiversity measures applied to zooplankton in a recovering floodplain lake. *Fundamental and Applied Limnology*, 279-298.
- Sonter, L. J., Herrera, D., Barrett, D. J., Galford, G. L., Moran, C. J., & Soares-Filho, B. S., 2017. Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. *Nature Communications*, 8(1), 1-7.
- Southwood, T. R., 1977. Habitat, the templet for ecological strategies?. *Journal of animal ecology*, 46(2), 337-365.
- Stendera, S., Adrian, R., Bonada, N., Cañedo-Argüelles, M., Hugueny, B., Januschke, K., Pletterbauer, F. & Hering, D., 2012. Drivers and stressors of freshwater biodiversity patterns across different ecosystems and scales: a review. *Hydrobiologia*, 696(1), 1-28.
- Urban, M.C., Skelly, D.K., Burchsted, D., Price, W. & Lowry, S., 2006. Stream communities across a rural–urban landscape gradient. *Diversity and distributions*, 12(4), 337-350.
- USGS - United State Geological Survey, 2018. Disponível em: <https://earthexplorer.usgs.gov/>
- Vellend, M., 2010. Conceptual synthesis in community ecology. *The Quarterly review of biology*, 85(2), 183-206.
- Waldock, C. A., De Palma, A., Borges, P. A., & Purvis, A., 2020. Insect occurrence in agricultural land-uses depends on realized niche and geographic range properties. *Ecography*, 43(11), 1717-1728.
- Wearn, O. R., Carbone, C., Rowcliffe, J. M., Pfeifer, M., Bernard, H., & Ewers, R. M. (2019). Land-use change alters the mechanisms assembling rainforest mammal communities in Borneo. *Journal of Animal Ecology*, 88(1), 125-137.
- Webb, C. T., Hoeting, J. A., Ames, G. M., Pyne, M. I., & LeRoy Poff, N., 2010. A structured and dynamic framework to advance traits-based theory and prediction in ecology. *Ecology Letters*, 13(3), 267-283.
- Wilson, D. S., 1992. Complex interactions in metacommunities, with implications for biodiversity and higher levels of selection. *Ecology*, 73(6), 1984-2000.
- Wu, J. & Loucks, O. L., 1995. From balance of nature to hierarchical patch dynamics: a paradigm shift in ecology. *The Quarterly review of biology*, 70(4), 439-466.

INFORMAÇÃO SUPLEMENTAR (IS)

Tabela IS1. Características do habitat amostradas nos igarapés.

	Características do habitat	Siglas
Morfologia	Média da Largura molhada (cm)	XWIDTH
	Média da Profundidade de talvegue (cm)	XDEPTH_T
Unidade do canal	Fluxo rápido (%)	PCT_FAST
	Fluxo suave (%)	PCT_GL
	Somatório de piscinas (%)	PCT_POOL
Substrato	Banco de folhas (%)	PCT_BF
	Matéria orgânica fina (%)	PCT_MO
	Média Imersão total (%)	XEMBED
	Proporção de sedimento fino - Silte (%)	PCT_ST
	Areia (%)	PCT_SA
	Proporção de substrato fino (< 16 mm) (%)	PCT_SF
	Proporção de substrato grosso (> 16mm) (%)	PCT_BGR
Cobertura de vegetação ripária	Proporção média de dossel no canal (%)	XCDENMID
	Média de cobertura de dossel	XC
	Média cobertura total	XCMG
Abrigo	Média de planta aquática	XFC_PA
	Média de abrigo total+alga+macrófita	XFC_ATAM
	Número de Madeira no Leito/150m (tamanho pequeno a grande)	C1W_150
	Número de Madeira no Leito/150m (tamanho grande)	C4W_150
Limnológica	Oxigênio Dissolvido	OD
	pH	PH

Tabela IS2. Tipos de uso do solo, coordenadas geográficas, e anos de amostragem dos igarapés amostrados.

Tipo de uso do solo	Código do Igarapé	Latitude	Longitude	Ano de amostragem
Controle	IFTREF1	-3.7313	-48.28472	2012
Controle	IFTREF2	-3.7322	-48.28948	2012
Controle	IFTREF3	-3.7233	-48.48768	2012
Controle	REF04	-3.5916	-48.60641	2012
Controle	UPA15REF5	-3.6878	-48.81531	2012
Controle	UPA16REF3	-3.5511	-48.7534	2012
Controle	UPA5UTREF1	-3.5458	-48.5586	2012

Controle	UPA10UT20-1	-3.7548	-48.58912	2012
Controle	UPA10UT20-2	-3.7527	-48.59107	2012
Controle	UPA11UT12	-3.68	-48.4997	2012
Controle	UPA11UT26	-3.67	-48.51567	2012
Controle	UPA11UT37	-3.5955	-48.54519	2012
Controle	UPA12UT11-2	-3.6806	-48.66203	2012
Controle	UPA12UT29	-3.7035	-48.67416	2012
Controle	UPA13UT27-1	-3.7186	-48.70264	2012
Controle	UPA13UT27-2	-3.723	-48.69458	2012
Controle	UPA13UT31	-3.7084	-48.71799	2012
Controle	UPA14UT10	-3.6015	-48.74778	2012
Controle	UPA14UT20-1	-3.5925	-48.78708	2012
Controle	UPA14UT23	-3.5786	-48.78085	2012
Controle	UPA5UT20	-3.5457	-48.49817	2012
Controle	UPA6UT13	-3.5333	-48.81104	2012
Controle	UPA6UT16	-3.5307	-48.78286	2012
Controle	UPA6UT80	-3.6539	-48.61003	2012
Controle	UPA6UT81	-3.6652	-48.59988	2012
Controle	UPA7UT29	-3.7121	-48.57903	2012
Controle	UPA7UT30-1	-3.7094	-48.56151	2012
Controle	UPA7UT30-2	-3.7093	-48.56111	2012
Controle	UPA7UT55	-3.6635	-48.56396	2012
Controle	UPA8UT41	-3.7053	-48.59576	2012
Controle	UPA9UT13	-3.7397	-48.59956	2012
Controle	UPA9UT5	-3.7408	-48.60257	2012
Controle	IFTREF5	-3.6531	-48.47472	2013
Controle	IFTREF6	-3.6989	-48.46499	2013
Controle	IFTREF7	-3.697	-48.46444	2013
Controle	IFTREF8	-3.7111	-48.47323	2013
Controle	IFTREF9	-3.7468	-48.43165	2013
Controle	IFTREF10	-3.7274	-48.48464	2013
Extração vegetal	CNV05	-2.9645	-47.73679	2014
Extração vegetal	CNV06	-3.0207	-47.77956	2014
Extração vegetal	CNV09	-3.0617	-47.78866	2014
Extração vegetal	CNV10	-2.9956	-47.77047	2014
Extração vegetal	CNV12	-3.1798	-47.76374	2014
Extração vegetal	CNV13	-2.997	-47.74525	2014
Extração vegetal	CNV14	-2.9986	-47.73275	2014
Extração vegetal	CNV15	-3.0064	-47.74682	2014
Extração vegetal	CNV16	-3.0047	-47.74602	2014
Pasto	PST01	-3.0286	-47.82074	2015
Pasto	PST02	-3.073	-47.80801	2015
Pasto	PST03	-2.8894	-47.91115	2015
Pasto	PST04	-2.9823	-47.46142	2015

Pasto	PST05	-2.9205	-47.98565	2015
Pasto	PST06	-2.9275	-47.91863	2015
Pasto	PST07	-2.9455	-47.8868	2015
Pasto	PST08	-3.1071	-47.85231	2015
Pasto	PST09	-2.3381	-47.53262	2015
Pasto	PST10	-2.4652	-47.49929	2015
Pasto	PST11	-3.039	-47.87586	2015
Pasto	PST12	-2.7336	-47.4823	2015
Pasto	PST13	-3.2057	-47.74639	2015
Pasto	PST14	-2.7867	-47.4185	2015
Mineração	HYQ03	-3.17011	-47.70055	2017
Mineração	HYS12	-3.27841	-47.62288	2017
Mineração	HYI09	-3.24875	-47.72015	2017
Mineração	HYP13	-3.28298	-47.66307	2017
Mineração	HYO05	-3.20925	-47.67822	2017
Mineração	HYA10	-3.25637	-47.86841	2017
Mineração	HYG04	-3.20686	-47.78167	2017
Mineração	HYP13-1	-3.29055	-47.66903	2017
Mineração	HYJ04	-3.20439	-47.74658	2017
Mineração	HYP15	-3.30486	-47.66311	2017
Mineração	HYI06-1	-3.22519	-47.75233	2017
Mineração	HYL09	-3.24427	-47.75556	2017
Mineração	HYI10	-3.25814	-47.76078	2017

Tabela IS3. *Forward selection* realizado para o conjunto de igarapés controle e alteados.

Tipo de Igarapé	Métrica ambiental	R^2_{adj}	F	p
Controle	Média Profundidade talvegue (cm)	0.207	2.357	0.006
	Proporção Fluxo rápido (%)	0.073	3.933	>0.001
	Proporção de sedimento fino-Silte (%)	0.175	2.508	0.003
	Oxigênio Dissolvido (mg/L)	0.140	3.771	>0.001
Alterado	Média Profundidade talvegue (cm)	0.114	3.281	0.003
	Proporção de matéria orgânica fina (%)	0.160	2.798	0.006
	Proporção média de dossel no canal (%)	0.055	3.018	0.006
	Média de cobertura de dossel	0.276	2.540	0.009
	Número de Madeira no Leito/150m (tamanho grande)	0.301	2.042	0.034
	Oxigênio Dissolvido (mg/L)	0.195	2.396	0.017
	pH	0.239	2.799	0.006

Tabela IS4. Abundância total de gêneros de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) para os igarapés Controle e Alterado localizados na bacia do Rio Capim.

Táxons	Controle	Alterado
Ephemeroptera		
Baetidae		
<i>Americabaetis</i> Kluge, 1992	0	29
<i>Aturbina</i> Lugo-Ortiz & McCafferty, 1996	4	2
<i>Callibaetis</i> Eaton, 1881	11	35
<i>Callibaetoides</i> Cruz, Salles & Hamada, 2013	7	0
<i>Cloeodes</i> Traver, 1938	20	12
<i>Harpagobaetis</i> Mol, 1986	0	2
<i>Paracloeodes</i> Day, 1955	0	3
<i>Waltzoyphius</i> McCafferty & Lugo-Ortiz, 1995	9	2
<i>Zelus</i> Lugo-Ortiz & McCafferty, 1998	61	29
Caenidae		
<i>Brasilocaenis</i> Puthz, 1975	3	67
<i>Caenis</i> Stephens, 1835	4	3
Coryphoridae		
<i>Coryphorus</i> Peters, 1981	4	0
Euthyplociidae		
<i>Campylocia</i> Needham & Murphy, 1924	743	865
Leptohyphidae		
<i>Amanahyphes</i> Salles & Molineri, 2006	20	10
<i>Leptohyphes</i> Eaton, 1882	0	1
<i>Traverhyphes</i> Molineri, 2001	0	3
<i>Tricorythopsis</i> Traver, 1958	7	0
Leptophlebiidae		
<i>Askola</i> Peters, 1969	0	3
<i>Farrodes</i> Peters, 1971	139	180
<i>Hagenulopsis</i> Ulmer, 1920	16	7
<i>Hydrosmilodon</i> Flowers & Domínguez, 1992	14	20
<i>Miroculis</i> Edmunds, 1963	1367	1171
<i>Microphlebia</i> Savage & Peters, 1983	1	0
<i>Simothraulopsis</i> Demoulin, 1966	8	1
<i>Ulmeritoides</i> Traver, 1959	88	692
<i>Ulmeritus</i> Traver, 1956	0	3
Polymitarcyidae		
<i>Asthenopus</i> Eaton, 1871	0	1
<i>Campsurus</i> Eaton, 1868	53	57
Plecoptera		
Perlidae		
<i>Anacroneuria</i> Klapálek, 1909	162	14
<i>Enderleina</i> Jewett, 1960	26	0
<i>Macrogynoplax</i> Enderlein, 1909	533	64

Trichoptera		
Calamoceratidae		
<i>Phylloicus</i> Müller, 1880	461	70
Ecnomidae		
<i>Austrotinodes</i> Schmid, 1955	5	1
Glossosomatidae		
	195	0
Helicopsychidae		
<i>Helicopsyche</i> Siebold, 1856	708	4
Hydropsychidae		
<i>Leptonema</i> Guérin, 1843	172	74
<i>Macronema</i> Pictet, 1836	592	439
<i>Macrostemum</i> Kolenati, 1859	90	1360
<i>Smicridea</i> McLachlan, 1871	75	165
Hydroptilidae		
	2	0
Leptoceridae		
<i>Gênero A</i>	17	0
<i>Nectopsyche</i> Müller, 1879	18	6
<i>Oecetis</i> McLachlan, 1877	177	57
<i>Triplectides</i> Kolenati, 1859	301	50
Odontoceridae		
<i>Marilia</i> Müller, 1880	22	2
Philopotamidae		
<i>Chimarra</i> Stephens, 1829	118	55
Polycentropodidae		
<i>Cernotina</i> Ross, 1938	62	457
<i>Cyrnellus</i> Banks, 1913	9	23
<i>Polycentropus</i> Curtis, 1835	2	24
<i>Polyplectropus</i> Ulmer, 1905	89	46
Total	6415	6109

Tabela IS5. Correlação das variáveis ambientais em igarapés alterados com os dois primeiros eixos da RDA.

	RDA1	RDA2
Média de profundidade do talvegue (XDEPTH_T)	0.204	-0.488
Matéria orgânica fina (%) (PCT_MO)	-0.207	-0.433
Proporção média de Dossel no canal (%) (XCDENMID)	0.529	0.039
Média de cobertura de dossel (XC)	0.403	0.073
Número de madeira no leito/150m (Classe 4) (C4W_150)	-0.030	-0.113
Oxigênio Dissolvido (OD)	-0.269	-0.228
pH	-0.037	-0.472
Autovalor	0.111	0.074
% Explicação	0.193	0.128

Tabela IS6. Correlação dos tipos de usos do solo com os dois primeiros eixos da Análise de Redundância (RDA).

	RDA1	RDA2
Pasto	0.164	-0.502
Solo exposto/Superfícies impermeáveis (SoloEx)	-0.450	-0.102
Vegetação secundária (VegSec)	-0.335	-0.320
Agricultura	0.378	0.437
Mineração (Mine)	0.112	0.456
Autovalor	2.416	1.538
% Explicação	0.115	0.073